

# VEGETATION BOUNDARY ZONE IN SANDY GRASSLANDS AND THE AFFECTING EDAPHIC FACTORS

*Márta Zalatnai – László Körmöczi*

University of Szeged, Department of Ecology

## Introduction

In the plant ecological texts there are plenty of theoretical and review papers about the description of the vegetation pattern of the boundaries and ecotones between the plant association patches (VAN DER MAAREL, 1990; RISSER, 1995; CADENASSO et al., 2003) but the detailed description of the phenomenon can only be found in very few papers (KENT et al., 1997). However, the study of the structure of boundary zones, including the study of the spatial variation of species composition and the responsible abiotic and biotic constraints, can be important because the boundary zone is the place of floristic and ecological changes. Consequently the study of boundary zones is important for nature and environmental protection issues (KENT et al., 1997). In protected areas the monitoring of vegetation, performed by vegetation mapping, is an important step towards the compilation of management plans at both regional and association scale too (KUN – MOLNÁR, 1991). On the other hand, during vegetation mapping, it is important to know the location and size of boundary lines or zones between the patches, but the determination of these is not easy (BAGI, 1991). The knowledge of the location and size of boundary zones is especially important in those areas which are affected by climate change, because past experience showed that the size and location of boundary zones may change due to environmental changes (RISSER, 1995).

The sandy grass associations of the southern region of the Great Hungarian Plain are much affected by climate change, and there are data available on these changes from the last twenty years (MOLNÁR et al., 2003). In the last two decades the drought and the continuously dropping level of the groundwater caused great changes in the Kiskunság sandy grass associations (KÖRMÖCZI, 1996). Significant changes have been shown in the size, shape and species composition of vegetation patches, and also transitional stands have appeared. Since the vegetation patches also change, the location and width of boundaries and boundary zones between them might also change (RISSER, 1995). Due to further climatic changes, it can be expected that the width and the location of the boundary zones change, but so far there were no detailed studies (KÖRMÖCZI – BALOGH 1990) on the vegetation boundaries in the sandy grass vegetation, and their changes have not yet been described.

From a vegetation ecologist's point of view it is important to follow the seasonal changes in the vegetation boundaries and to reveal the strength of the relationships of the boundaries with edaphic parameters.

The objective of the study is to reveal the location and extension of the boundary zone in sandy grass associations with moving split window technique and to determine

which edaphic background variables are responsible for the formation of the boundary zone.

The answers were sought to the following questions:

1. What is the width of the boundary zone between stands, which belong to different association types, but have similar physiognomy along an elevation gradient?
2. What is the role of the abiotic parameters in the statistical significance of the detection of boundaries and their width?
3. Is the location and width of boundary or boundary zone stable between the vegetation patches of sandy grassland of Bugac?

## Materials and methods

### Study site

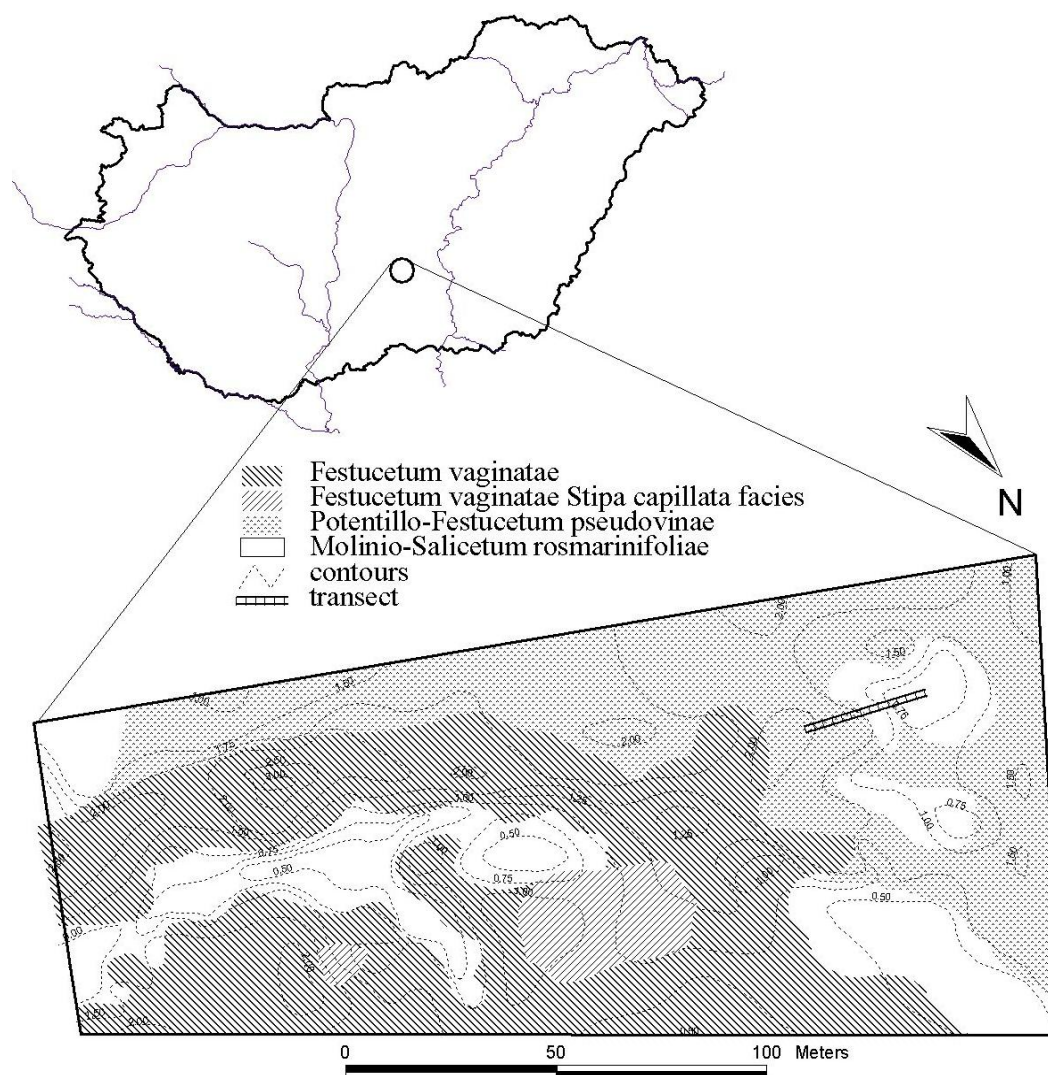
Sampling was carried out on a sandy grassland area of the Kiskunság National Park, in the Danube-Tisza interfluve, Great Hungarian Plain. The sampling site was in a 2.4 ha fenced part of the “Upper-Bugac” pasture (N46° 41' 49" E19° 36' 05") where grazing was ceased in 1976. This is a sand dune area, relief conditions and the former grazing regime resulted in a mosaic-like complex (Fig. 1) of various sandy grassland communities (open perennial sand grassland — *Festucetum vaginatae* RAPAICS ex SOÓ 1929 em. BORHIDI 1996, sandy pasture — *Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae* SOÓ (1940), dry *Molinia* sward — *Molinio-Salicetum rosmarinifoliae* MAGYAR ex SOÓ 1933) which have similar physiognomy (KÖRMÖCZI, 1983). The soil type under the grassland is wind-blown sand (*Festucetum vaginatae*) and slightly humous sand (*Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae*, *Molinio-Salicetum rosmarinifoliae*) (KÖRMÖCZI, 1983).

Due to the drought of the last two decades and the drop of the level of water table, the structure of the communities has changed. Several vegetation patches with transitional coenological state have appeared and the incidence rate of boundary zones between the communities has increased (KÖRMÖCZI, 1988, 1996; MOLNÁR, 2003). Due to the lack of grazing, the sandy pasture (*Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae*) is now in a transitional state towards the open perennial sandy grassland (*Festucetum vaginatae*) in some places of the sampling area. These two xerophilous grasslands have similar species composition, their environmental parameters are similar (KÖRMÖCZI – BALOGH, 1990). As a consequence of the drop in the level of groundwater at the interdune depressions, the vegetation of dry *Molinia* sward (*Molinio-Salicetum rosmarinifoliae*) became drier. The characteristic species *Molinia coerulea* was not observable in the community and was substituted by the xerophilous *Festuca pseudovina*. Although some characteristic mesophilous species (*Salix rosmarinifolia*, *Schoenus nigricans*, *Scirpus holoschoenus*) of the *Molinia* sward still occur, the mesophilous species are mostly replaced by the xerophilous ones (KÖRMÖCZI, 1996) like *Potentilla arenaria*, *Carex stenophylla*, *Carex liparocarpos*, *Poa angustifolia*.

### Vegetation sampling

A 30 m transect was established along elevation gradient in such a manner that the transect crossed two vegetation patches perpendicular to the hypothesized border. The transect was 1 m wide, and consisted of 25×25 cm micro-quadrats. Vegetation sampling was

performed in micro-quadrats by recording presence/absence data of each species populations. The site was characterized by seasonal samplings during five years performed at the same calendar times in order to assess the seasonal dynamics of boundary transitions. Data records were taken in late May and late September each year.



*Fig. 1. The vegetation map of the sampling area. Double line at the right side indicates the studied transect*

*1. ábra. A mintaterület vegetációtérképe. A vizsgált szelvényt a jobb oldali kettős vonal jelzi*

### **Soil sampling and laboratory analysis**

Each micro-quadrat of the external row of one transect was sampled for soil (0-10 cm cores were taken from the centre of the quadrates). Soil sampling was performed parallel with vegetation sampling in one spring period.

The laboratory analysis of the soil samples was carried out according to Hungarian standard methods (BUZÁS, 1988). Soil moisture content was determined gravimetrically after drying at 105 centigrade. Soil pH was measured in 1:2.5 aqueous suspension with a glass electrode after 12 hour equilibrium time. Soil organic matter content was measured with a spectrophotometer after wet oxidation by potassium dichromate and sulphuric acid. Total nitrogen content was determined according to the Kjeldahl method.

### *Statistical analysis*

First the presence values were summed for each species in the four microquadrats perpendicular to the main axis of the transect at each 25 cm interval, resulting in frequency values ranging from 0 to 4 for each species. We used these frequency values in moving split window and multivariate analyses (Fig. 2).

### *Moving split window analysis*

For the analysis of the vegetation boundaries the moving split window technique was applied (WEBSTER, 1973, 1978; LUDWIG – CORNELIUS 1987; JOHNSTON et al., 1992; LEGENDRE – LEGENDRE 1998). Squared Euclidean Distance function (SED) was computed for each neighbourhoods in the range of 1 to 20 half-window sizes. (For the detailed description of the methods see ZALATNAI – KÖRMÖCZI, 2004; KÖRMÖCZI, 2005). Plotting the average Z-transformed values of the SED function vs. the window midpoint position results in a profile diagram where a significant peak is identified as a vegetation boundary. In our case the half window size 1 means a 25 cm segment of the transect.

The significance of the peaks was tested with the Z-score transformation of the distance function (CORNELIUS – REYNOLDS, 1991, HENNENBERG et al., 2005) in order to solve the problem caused by the significance levels differing at the separate window widths. After Z-transformation the values computed at particular window widths can be averaged and the significant peaks can be observed based on the averages.

Z-score transformation is given as:

$$Z = \frac{d_{i,k} - \bar{d}_{exp.,k}}{SD_{exp.,k}}$$

where  $d_{i,k}$  is the SED value for the  $i^{\text{th}}$  window midpoint position for  $k$  half-window size,  $\bar{d}_{exp.,k}$  is the overall mean SED value from randomized data for  $k$  half-window size (expected mean), and  $SD_{exp.,k}$  is standard deviation of SED values from randomized data for  $k$  half-window size.

For the significance test, random reference was made with Monte Carlo method: the population patterns were randomly shifted compared to each other, thus the distributions of the single populations remained unchanged. SED values were then computed for each window midpoint position. Overall mean and standard deviation of distances were calculated after 1000 randomization, these are considered as expected values. Expected means and standard deviations were computed for each window sizes. The differential profiles were then drawn from Z-scores averaged over 1 to 20 half-window sizes. On the basis of several hundred simulations, Z-scores greater than 1.85 are considered significant at 5% probability level.

Prior to the computation of the boundary zone from the joint change of the measured abiotic parameters (relative elevation, pH, organic matter, moisture content, total nitrogen content), the raw data were standardized by the range, then analysed by MSW with the application of SED function. For the average Z-score profile diagram of abiotic parameters the same significance test was used as for the vegetation data.

### *Multivariate analyses (CCA)*

Direct gradient analysis was performed on the vegetation and soil data in order to reveal the relationship between the vegetation and soil variables to distinguish between the possible boundary zone and the adjacent vegetation patches. Canonical Correspondence Analysis (CCA) of frequency values of the plant species and the values of soil parameters was performed by the SYN-TAX 5.0 program package (PODANI, 1993). We used symmetric weighting; 99 % of the variance was explained by the first axis and 1% of the variance was explained by the second axis.

### **Results and discussion**

On the basis of the studied nine seasonal data series we found that the vegetation is divided into two markedly different large patches of plant communities (*Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae* at the top of the dune, and *Molinio-Salicetum rosmarinifoliae* in the depression) and turns into a wide (about 5 m) boundary zone on the slope in between. Both MSW and ordination show (Fig. 3, Fig. 4) that the patches of the communities have considerable inhomogeneity.

The width of the boundary zone can be considered large compared to the size of the community patches (15–30 m in diameter in the studied sandy area). The background gradient seems to be steep and on the basis of the elevation difference a sharper boundary is expected (BEGON et al., 1986). But in this case at least five abiotic factors (albeit some being interdependent) and many species interact in the given section of the gradient (KENT et al., 1997), and this makes the boundary zone wider and more diffuse.

The differences among the two community patches and the boundary zone can be explained principally by the relief differences and consequently by the change in soil moisture along the transect. However, soil moisture is influenced not only by the relief but also by the particle size of the soil (ROSENTHAL et al., 2005). At the top of the dune the larger sand grains are dominant, while below these are mixed with fine grains. Thus the water-retention capacity and the resulting soil organic matter content are larger in the depression than at the top of the dune (MOLNÁR et al., 2003). The boundary zone of vegetation indicates the gradient-like increase of soil moisture. The vegetation pattern which is influenced by the relief, soil moisture and soil organic matter affects also some soil parameters (HUTCHINGS et al., 2003). Closing of the vegetation cover depends on the above mentioned two background factors, and the decomposed dead plant material affects the nitrogen and organic matter content of the soil (STEFANOVITS, 1999). Under the more open vegetation of the top of the dune, the organic matter content is lower; it increases gradually downslope as a consequence of the closing vegetation, and in the interdune depression it reaches its maximum. Here, in the depression the soil remains moister, thus the vegetation is denser, and therefore the organic matter and nitrogen content will be the highest in the upper 10 cm of soil of the depression. The pH of the soil is influenced by the acidity of root exudates and organic matter content (STEFANOVITS, 1999), therefore pH value decreases where organic matter shows maximum value.

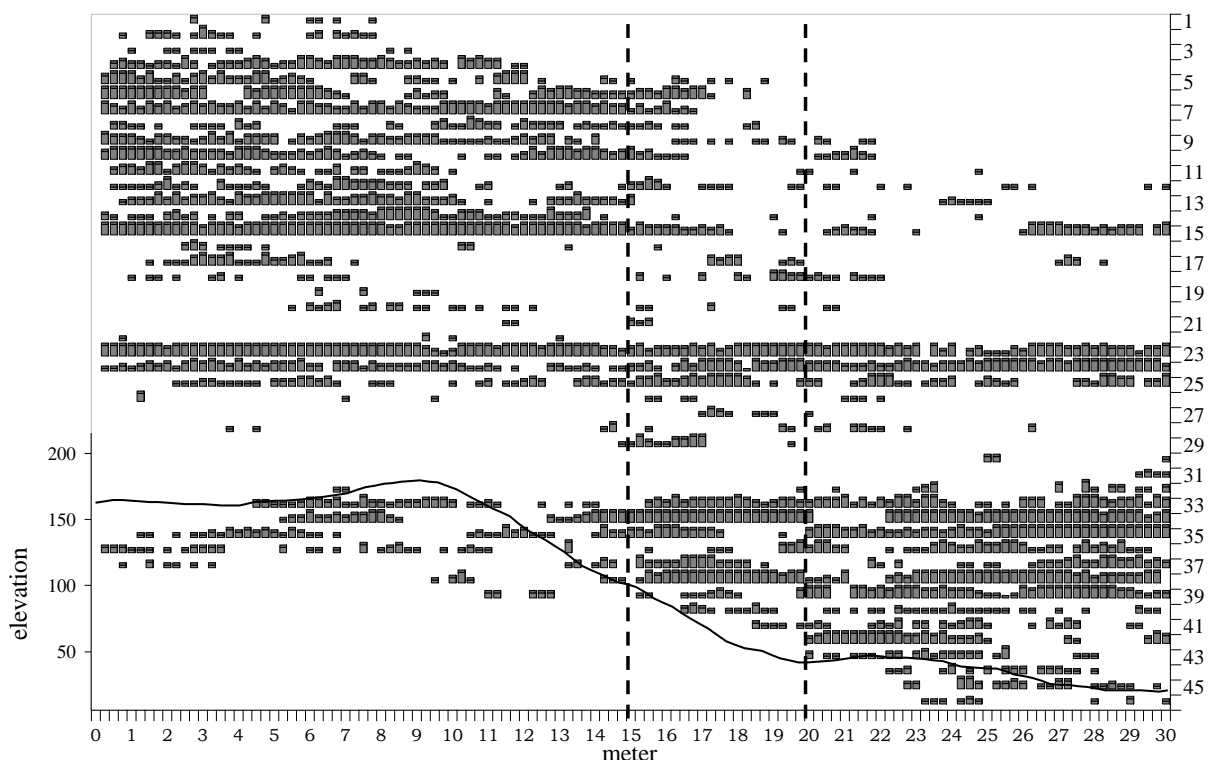
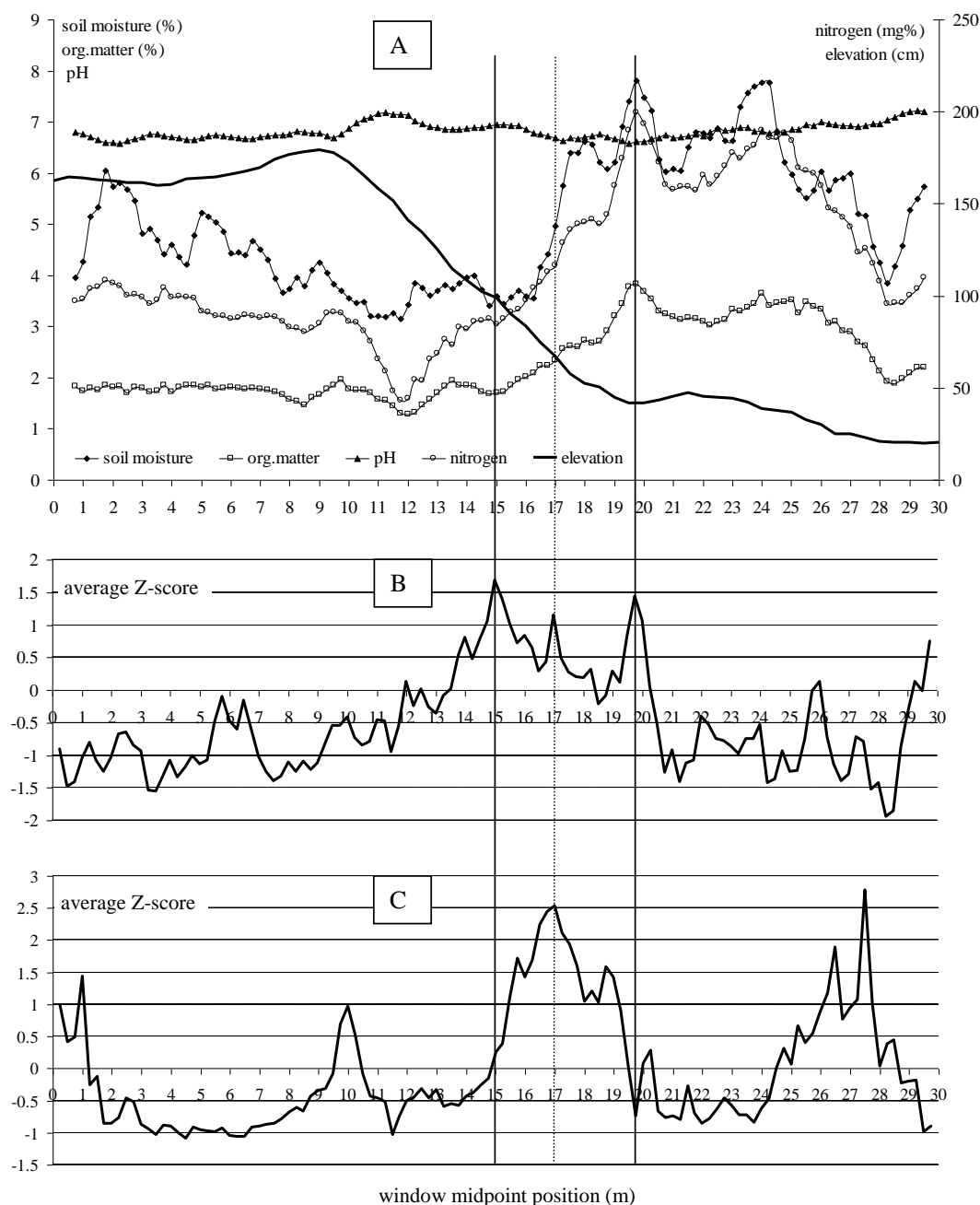


Fig. 2. Spatial distribution of local frequency of the plant populations along the transect.

The broken lines at 15 and 19.75 meters sign the boundary zone revealed by MSW analysis, relief profile is also indicated. The plant species are marked by numbers:

2. ábra. A növénypopulációk lokális frekvenciájának térbeli elrendeződése a szelvény mentén. A szaggatott vonalak 15 és 19.75 m-nél a mozgó ablakos elemzéssel kimutatott határzónát jelzik. A folytonos vonal a domborzati profilt mutatja. A jobb oldali skálán feltüntetett számok a növénypopulációkat jelzik az alábbi sorrendben:

1. *Secale sylvestre* Host, 2. *Silene conica* L., 3. *Poa bulbosa* L., 4. *Bromus squarrosus* L., 5. *Tortula ruralis* (Hedw.) Gaertn., Meyer, and Scherb., 6. *Cladonia furcata* (Huds.) Schrad. ssp. *furcata*, 7. *Cynodon dactylon* (L.) Pers., 8. *Cladonia foliacea* (Huds.) Willd., 9. *Colchicum arenarium* Waldst. and Kit. , 10. *Falcaria vulgaris* Bernh. 11. *Myosotis stricta* Link ex Roem. and Schult., 12. *Arenaria serpyllifolia* L., 13. *Cerastium semidecandrum* L., 14. *Medicago minima* (L.) Bartal., 15. *Festuca pseudovina* Hack. ex Wiesb., 16. *Kochia laniflora* (S.G.Gmel.) Borbás, 17. *Veronica arvensis* L., 18. *Stipa capillata* L., 19. *Erodium cicutarium* (L.) L'Hér., 20. *Eryngium campestre* L., 21. *Festuca vaginata* Waldst. and Kit. ex Willd., 22. *Cladonia magyarica* Vain, 23. *Carex stenophylla* Wahlenb., 24. *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth, 25. *Potentilla arenaria* Borkh., 26. *Equisetum ramosissimum* Desf., 27. *Elymus repens* (L.) Gould, 28. *Silene otites* (L.) Wibel, 29. *Veronica prostrata* L., 30. *Ononis spinosa* L., 31. *Schoenus nigricans* L., 32. *Verbascum lychnitis* L., 33. *Carex liparocarpos* Gaudin, 34. *Galium verum* L., 35. *Euphorbia cyparissias* L., 36. *Poa angustifolia* L. 37. *Koeleria glauca* (Schrad.) DC., 38. *Achillea pannonica* Scheele, 39. *Thymus pannonicus* All., 40. *Saxifraga tridactylites* L., 41. *Trifolium montanum* L., 42. *Teucrium chamaedrys* L., 43. *Trinia ramosissima* (Fisch. ex Trevir.) W. D. J. Koch, 44. *Melandrium album* (Mill.) Garcke, 45. *Scirpus holoschoenus* L., 46. *Scabiosa ochroleuca* L.



*Fig.3. A: Changes of the soil parameters – soil moisture, organic matter, pH, total nitrogen – along the transect. Moving average of fifth order of the soil data was applied because of the considerable fluctuation of the raw data. B: The Z-score profile diagram of vegetation data of May 2004 along the transect. C: the Z-score profile diagram of the soil data along the transect. Vertical lines sign the boundary zone; dotted vertical line belongs to the peak of the profile C.*

*3. ábra. A: A talajparaméter értékek – talajnedvesség, szervesanyag tartalom, pH, teljes nitrogéntartalom – változása a szelvény mentén. Az adatok ötödrendű mozgóátlagát ábrázoltuk a jelentős ingadozások miatt. B: A növényzet Z-profil diagramja 2004 májusi adatok alapján. C: A talajtulajdonságok Z-profil diagramja. A függőleges vonalak a határzónát jelölik. A szaggatott függőleges vonal a C ábra profiljának csúcsához tartozik.*

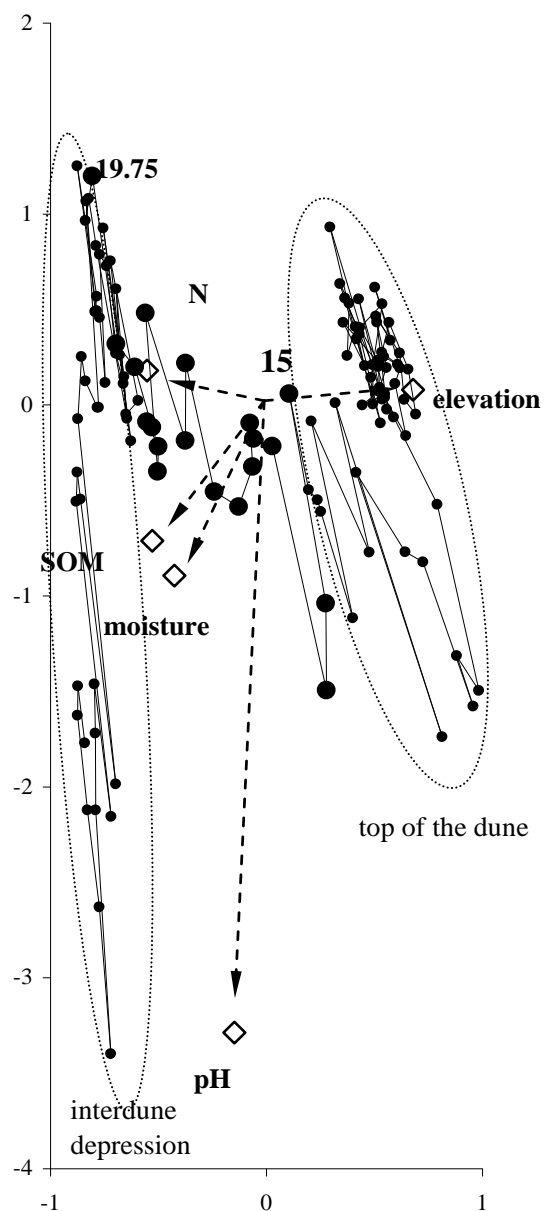


Fig. 4. CCA biplot of the vegetation data (●) and soil parameters in the 25×25 cm quadrats of the transect. Subsequent points along the transect are linked on the scatterplot from 0 to 30m. Larger dots indicate the locations belonging to the boundary zone determined by MSW. Background factors are marked with diamonds (SOM = soil organic matter, N= total nitrogen content).

4. ábra. A növényzeti adatok (●) és a talajparaméterek (◊) CCA kettős diagramja a szelvény 25×25 cm-es kvadrátjai alapján. A szelvény szomszédos pontjai vannak összekötve. Nagyobb méretű pontok a határzónához tartozó helyeket jelölik, melyeket az MSW mutatott ki. (SOM=talaj szervesanyag tartalom; N=teljes nitrogén tartalom)

Edaphic properties influenced more the development of the vegetation boundary zone than that of the patches of the plant communities (TÓTH et al., 1995). The boundary zone is found where the changes of the soil parameters are the strongest. It is noticeable that this sharp change does not appear in the middle of the slope of the dune as expected but at the foot of the dune. The soil properties start already to change at the



top of the dune, but the changes become larger at the foot of the dune. In the boundary zone the soil parameters have intermediate values between those of the top of the dune and the interdune depression, thus they ensure environmental conditions in which the species composition of the two community patches can co-occur therefore the type of this boundary zone can be considered ecocline (VAN DER MAAREL, 1990). In this zone the characteristic species of the two vegetation patches occur together and few species occur only here (Fig. 3).

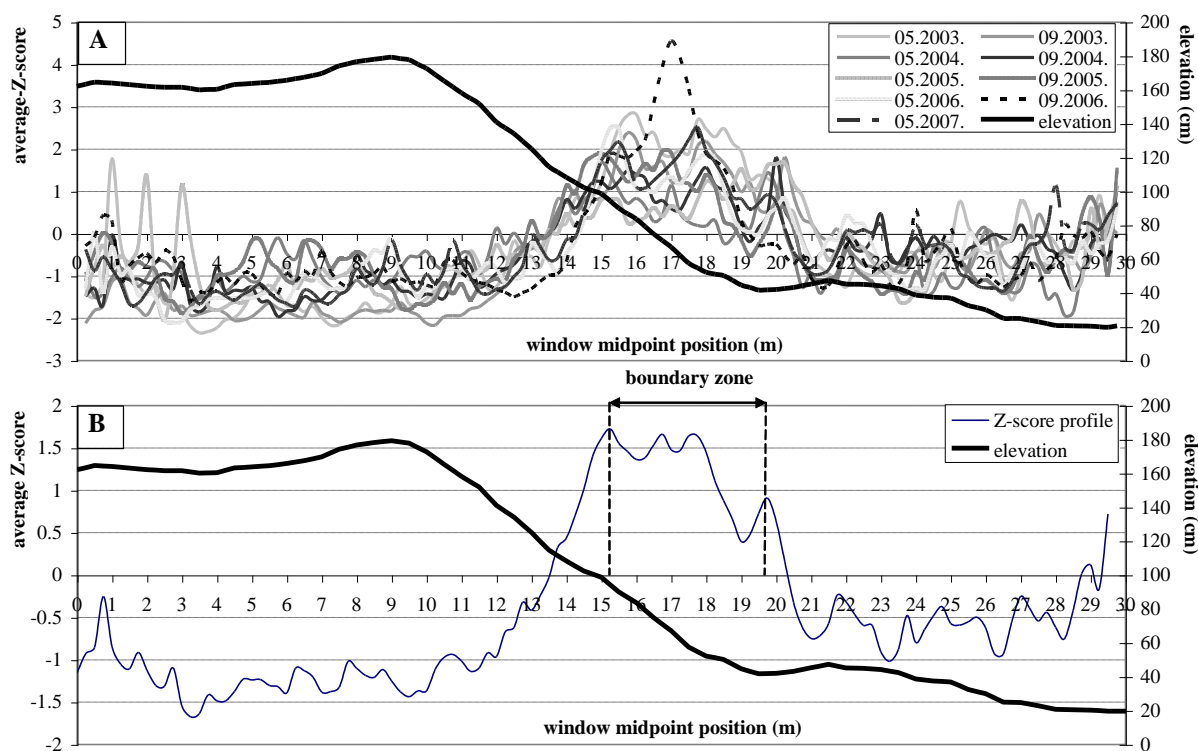


Fig. 5. A: Average Z-score profile diagrams resulted from the 9 seasonal samples of the vegetation. B: The average of the 9 average Z-score profile diagrams. Bold lines indicate in both figures the elevation profile of the sand dune. Vertical lines in figure B sign the boundary zone

5. ábra. A: A 9 mintavételi időszak átlagos Z-profil diagramjai. B: A 9 időszak profil diagramjainak átlaga. A vastag vonal mindkét ábrarészen a domborzati profilt mutatja

In a previous study KÖRMÖCZI and BALOGH (1990) found that the boundary zone between the patches of *Potentillo-Festucetum pseudovinae* and *Molinio-Salicetum rosmarinifoliae* was 2–3 m wide and between the patches of the two dry grasslands (*Festucetum vaginatae* and *Potentillo-Festucetum pseudovinae*) it was wider. According to our results 17 years later, the boundary zone has become wider between the patches of the same two communities (*Potentillo-Festucetum pseudovinae* and *Molinio-Salicetum rosmarinifoliae*) although not in the same transect. Now it is about 5 m and in the course of five study years the width fluctuated between 3–5 m. It is possible that this small difference in the width of the boundary zone may be explained by the changes in the annual precipitation of the given area (KUN, 2001) and the drought (MOLNÁR et al., 2003) during the past 17 years. The species composition of *Molinio-Salicetum rosmarinifoliae* stands has changed during the last 20 years as a

consequence of the drought, in such a way that xerophilous species have appeared and its species composition became similar to that of *Potentillo-Festucetum pseudovinae* (KÖRMÖCZI, 1996). The boundary zone is narrower between communities with different species composition and steeper elevation gradient than between communities with similar species composition and less steep gradient (BEGON et al., 1986; HOBBS, 1986; KÖRMÖCZI – BALOGH, 1990). This supports our assumption that the wider boundary zone is the result of the changes of the vegetation during the last decades. Since the steepness of the elevation gradient of our study site has not changed, only the soil moisture available for the plants decreased (MOLNÁR et al., 2003) and in consequence the changes of the species composition could cause the widening of the boundary zone (NIELSON 1993, RISSER 1992, ROSENTHAL et al. 2005.).

In the nine seasonal data series (Fig. 5) the number and location of the double and triple peaks are somewhat variable and this shows that the width, sharpness and spatial pattern of the boundary zone vary from season to season. During the five years we detected double or triple peaks between the positions 15 and 19.75 m in every season although they were not significant in every season.

In the case of the spatial pattern of the boundary zone, we found neither trend nor cyclic change between the data of spring and autumn. The variation appears in every year different, presumably influenced mainly by the seasonal distribution of precipitation of the given period (RISSER, 1995). The causes of the variation of the spatial pattern of the boundary zone are currently being analysed.

Our results may be used for planning the monitoring of the sandy vegetation and for the detection of vegetation changes in consequence of the climate change.

## References

- Bagi, I. 1991: Limitations and possibilities of the methodology of the Zürich-Montpellier phytosociology school in vegetation mapping. *Phytocoenosis* 3, Supplementum Cartographiae Geobotanicae, 2, 131–134
- Begon, M. – Harper, J.L. – Townsend, C.L. 1986: *Ecology. Individuals, population and communities*. Blackwell, Oxford, UK.
- Borhidi, A. 2003: Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Buzás, I. 1988: Talaj és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 1-2. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Cadenasso, M.L. – Pickett, S.T.A. – Weathers, K.C. – Bell, S.S. – Benning, T.L. – Carreiro, M.M. – Dawson, T.E. 2003: An interdisciplinary and synthetic approach to ecological boundaries. *BioScience*, 53, 717–722.
- Cornelius, J.M. – Reynolds, J.F. 1991: On determining the statistical significance of discontinuities within ordered ecological data. *Ecology* 72: 2057–2070.
- Delcourt, P.A. – Delcourt, H.R. 1992: Ecotone dynamic in space and time In: Hansen, A.J. – di Castri, F. (eds.) 1992. *Landscape boundaries – consequences for biotic diversity and ecological flow*, 19–55.
- Hennenberg, K.J. – Goetze, D. – Kouamé L. – Orthmann, B. – Porembski, S. 2005: Border and ecotone detection by vegetation composition along forest-savanna transects in Ivory Coast. *J. Veg. Sci.*, 16, 301–310.
- Hobbs, E.R. 1986: Characterizing the boundary between California annual grassland and coastal sage scrub with differential profiles. *Plant Ecology*, 65, 115–126.
- Horváth, A. 1998: INFOTHEM program: new possibilities of spatial series analysis based on information theory methods. *Tiscia*, 31, 71–84.

- Hutchings, M.J. – E.A. John – D.K. Wijesinghe. 2003: Toward understanding the consequences of soil heterogeneity for plant populations and communities. *Ecology*, 84, 2322–2334.
- Johnston, C.A. – Pastor, J. – Pinay, G. 1992: Quantitative methods for studying landscape boundaries. - In: A.J. Hansen and F. di Castri (eds) 1992. *Landscape boundaries: consequences for biotic diversity and ecological flow*. Springer, New York, 107–125.
- Kent, M. – Gill, W. J. – Weaver, R. E. – Armitage, R. P. 1997: Landscape and plant community boundaries in biogeography. *Progress in Physical Geography*, 21 (3), 315–353.
- Körmöczi, L. 1983: Correlations between the zonation of sandy grasslands and the physico-chemical condition of their soil in Bugac. *Acta Biol. Szeged.*, 29(1-4), 117–1270.
- Körmöczi, L. 1996: Spatio-temporal patterns and pattern transformations in sand grassland communities. *Acta Biol. Szeged.*, 41, 103–108.
- Körmöczi, L. 2005. On the sensitivity and significance test of vegetation boundary detection. *Community Ecology*, 6(1), 75–81.
- Körmöczi, L. – Balogh, A. 1990: The analysis of pattern change in a Hungarian sandy grassland. In: Krahulec, F. – Agnew, A.D.Q. – Agnew, S. – Willems, H.J. (eds.) 1990: *Spatial processes in plant communities*. Academia, Prague, 49–58.
- Kun, A. 2001: Analysis of precipitation year and their regional frequency distributions in the Danube–Tisza mid-region, Hungary. *Acta botanica Hungarica*, 43 (1-2), 175–187.
- Kun, A. – Molnár, Zs. 1991: *Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer IX. Élőhely-térképezés* Scientia Kiadó, Budapest
- Legendre, L. – Legendre, P. 1998: *Numerical ecology*. Elsevier, Amsterdam, 693–696.
- Ludwig, J.A. – Cornelius, J.M.. 1987: Locating discontinuities along ecological gradients. *Ecology*, 68, 448–450.
- Molnár, Zs. – Sipos F. – Vidéki, R. – Iványosi Szabó, A. – Biró, M. 2003: *A Kiskunság száraz homoki növényzete*. Természetbúvár Kiadó, Budapest
- Nielson, R. P. 1993: Transient Ecotone Response to Climatic Change: Some Conceptual and Modelling Approaches. *Ecological Applications*, 3(3), 385–395.
- Podani, J. 1993: SYN-TAX 5.0: Computer programs for multivariate data analysis in ecology and systematics. *Abstr. Bot.*, 17, 289–302.
- Risser, P.G. 1995. The status of the science examining ecotones. *Bioscience*, 45 (5), 318–326,
- Rosenthal, D.M. – Ludwig, F. – Donovan, L.A. 2005: Plant responses to an edaphic gradient across an active sand dune/desert boundary in the Great Basin desert. *Int. J. Plant Sci.*, 166(2), 247–255.
- Stefanovics, P. – Filep, Gy. – Füleky, Gy. 1999: *Talajtan. (Soil Science)*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Tóth, T., – Matsumoto, S. – Mao, R. – Yin, Y.. 1995: Precision of predicting soil salinity based on vegetation categories of abandoned lands. *Soil Science*. 160. 218–231.
- van der Maarel, E. 1990: Ecotones and ecoclines are different. *J. Veg. Sci.*, 1, 135–138.
- Webster, R. 1973: Automatic soil-boundary location from transect data. *J. Internatl. Ass. Math. Geol.*, 5, 27–37.
- Webster, R. 1978: Optimally partitioning soil transects. *J. Soil Sci.*, 29, 388–402.
- Werger, M.J.A. – Louppen, J.M.W. – Eppink, J.H.M. 1983: Species performances and vegetation boundaries along an environmental gradient. *Vegetatio*, 52, 141–150.
- Zalatnai, M. – Körmöczi, L. 2004: Fine-scale pattern of the boundary zones in alkaline grasslands communities. *Community Ecol.*, 5, 235–246.

# HOMOKI GYEPKÖZÖSSÉGEK HATÁRZÓNÁJÁNAK MINTÁZATA ÉS AZ AZT BEFOLYÁSOLÓ EDAFIKUS TÉNYEZŐK

## Bevezetés

A növénytársulások állományfoltjai közötti határok és határzónák vegetációs mintázatának finom léptékű és részletes leírása hiányzik a növényökológiai kutatásokból. Míg sok elméleti és összefoglaló cikk születik a határzónák és ökotonok témakörében, addig a jelenség részletes vizsgálatával nagyon kevés tanulmányban találkozhatunk. Pedig a szomszédos növénytársulások közötti határzóna vizsgálata – a fajkompozíció térbeli variációja és az azt kialakító abiotikus és biotikus kényszerek tanulmányozása – fontos lehet, mert gyakran kapcsolatban áll természetvédelmi és környezetvédelmi kezelési problémákkal is, hiszen a határzóna a florisztikai és ökológiai változások helye. A természetvédelmi területeken fontos feladat a vegetáció táj- és társulásszintű monitorozása a természetvédelmi kezelések kialakításához, amit jelenleg vegetációtérképezéssel végeznek. A térképezés folyamán azonban a folthatárok megrajzolásakor fontos ismerni a határvonal vagy határzóna helyét és méretét a foltok között, melyek meghatározása többször gondot okoz. Különösen fontos ismerni a határzónák helyét és méretét olyan területeken, melyek fokozottan érintettek a klímaváltozás hatásaitól, hiszen irodalmi adatok támasztják alá, hogy a környezeti változások hatására az átmeneti zónák mérete és helye is megváltozhat.

A dél-alföldi homoki és szikes gyepközösségek a klímaváltozásnak különösen kitéttek, az őket érintő bizonyos változásokról már az elmúlt húsz évből is van tudomásunk. A kiskunsági homoki gyepközösségeket leginkább az elmúlt két évtized aszályai és a talajvízszint folyamatos csökkenése befolyásolta, melynek következtében már mérhető változások történtek eddig is a vegetációfoltok méretében, alakjában és fajkészletében, valamint átmeneti cönológiai státuszú állományok is megjelentek. Mivel a vegetációfoltok is változnak, a köztük lévő határok és határzónák helye és szélessége is változhat. További változások hatására várható hogy a határzónák szélessége és helye is változni fog, de a homoki gyepvegetációban a vegetációs határokat még kevesen vizsgálták, változásait pedig eddig még nem írták le. A szikes gyepközösségek felé is nagyobb figyelem irányult az utóbbi években, mert főként a Kiskunságban a talaj sótartalma folyamatosan csökken, és ezzel összefüggésben a szikes vegetáció is folyamatosan változik. Távérzékeléssel és légifotók elemzésével geográfusok már vizsgálták a szikpadkák erózióját és határvonalainak elmozdulását, de vegetációökológiai szempontból is fontos lenne követni a vegetációs határok szezonális változását és felfedni a kapcsolatok erősségét a határok és az edafikus paraméterek között.

## Célkitűzések

A vizsgált társulások időben gyorsan változnak, érzékenyek az élőhelyi változásra, és finom léptékben is intenzív térbeli változások zajlanak le bennük. Cönológiai viszonyaik jól ismertek és nem bonyolultak, valamint fajkészletük sem túl nagy. Állományfoltjaik hasonló megjelenésűek, viszonylag kicsik és sokszor mozaikos elrendeződésűek. Ezáltal modellközösségekként alkalmasak növényzeti átmenetek tanulmányozására.

A vizsgálat célja, hogy homoki gyeptársulásokban mozgóablakos elemzéssel vizsgálja a határzóna helyét és kiterjedését, valamint azt, hogy a határhatárzóna kialakításában milyen edafikus háttérváltozók játszhatnak szerepet.

A következő kérdésekre kerestük a választ a vizsgálat során:

1. Térszíni gradiens mentén kialakult, eltérő társulástípusba sorolt, de hasonló fizionómiájú állományok között milyen szerveződésű határzóna jön létre?
2. Az élőhelyi fizikai tényezők gradiensének meredeksége milyen mértékben határozza meg a határok erősségét és kiterjedését?
3. Állandó-e a határ és határzóna helye és szélessége a homoki legelő és buckaközi láprét között?

## **Mintavétel**

A vizsgálatot a Kiskunsági Nemzeti Park egy homokbuckás vidékén, a Felső-Bugaci legelőn végeztük, élőlő nyílt homoki gyepek és sztyeppesedett buckaközi láprétek állományainak mozaik komplexén.

A vegetáció mintavételezése szabályos mintaelem elrendezésben történt, egy szelvényt jelöltünk ki egy magasság gradiens mentén, mely egy buckatetőt és egy buckaközt érintett, két vegetációfolt határzónájára merőlegesen. A 30 méteres szelvény mentén 25×25 cm-es mikrokvadrátokban történt a felvételezés, a fajpopulációk jelenlét/hiány értékeit rögzítettük. A határátmenetek dinamikájának vizsgálatához szezonális felvételeket készítettünk 5 éven keresztül ugyanazokban az időpontokban, május végén és szeptember végén.

A szelvény egy külső sorából talajmintát vettünk 0–10 cm-es talajmélységből minden mikrokvadrátból. A talajmintavétel egy tavaszi vegetációs felvételezés időpontjában készült.

A talajminták kémiai analízise a „Talaj és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv” (Buzás 1988) ajánlott módszerei alapján készült. A talajmintákból szelvényben a következő paramétereket határoztuk meg: nedvességtartalom (w%), pH, humusztartalom, összes nitrogén-tartalom.

## **Statisztikai elemzések**

A vegetációs határok elemzését mozgó ablakos eljárással végeztük, melyben a szomszédságok különbözőségét négyzetes euklideszi távolság függvényen (squared euclidean distance: SED) fejeztük ki. A módszer alkalmas ad másodlagos mintavételre az alapadatainkból, a mozgó ablak méretét növelésével térsorozati adatsorhoz jutunk. Így több térskálán is ki tudjuk számolni az ablakfelek közti függvényértékeket a szelvény mentén. A számított függvényértékeket ábrázolva az ablakok középpontjának függvényében egy profildiógramot kapunk, ahol a szignifikáns csúcs azonosítható vegetációs határként. A csúcsok véletlenszerűtől való szignifikáns eltérését a távolság (SED) értékek Z-transzformációjával számítottuk ki, hogy a minden ablakméretnél különböző szignifikancia szintek problémáját kiküszöböljük. A szelvényben mért talajparamétereket szintén mozgóablakos elemzésnek vetettük alá, az elemzés előtt az adatokat a kiterjedésre standardizáltuk. Az elemzéshez szintén a SED függvényt használtuk. A mozgó ablakos elemzés szignifikancia tesztjét Monte Carlo módszerrel készített random referenciával végeztük. 1000 randomizációból számított távolság érté-

kek átlagát és szórását alkalmaztuk mint várható értéket. A profildiagramot az 1 és 20 félablak méret közé eső Z-értékek átlagolásával adtuk meg. Előzetes vizsgálatok alapján az 1.85-nál nagyobb értékeket tekintettük 5% hibavalószínűségi szinten szignifikáns csúcsnak.

A vegetációs és talajadatokon együtt kanonikus korrespondencia analízist végeztünk a SYN-TAX 5.0 programcsomag segítségével, hogy felfedjük a kapcsolatot a vegetáció és a talajparaméterek között, valamint a különbséget a lehetséges határzóna és a szomszédos vegetációfoltok között.

## Eredmények és értékelésük

A vizsgált szelvény mentén a mozgóablakos elemzés egy széles határzónát (kb. 5 m széles) jelez a homoki legelő (*Potentillo arenariae-Festucetum pseudoviane* SOÓ (1940) és buckaközi láprét (*Molinio-Salicetum rosmarinifoliae* MAGYAR ex SOÓ 1933) között. Ez a határzóna mind az egyedi felvételek esetén, mind a kilenc szezonális adatsor együttes vizsgálata során megjelenik. A határzóna eléggé széles a vizsgálati területen kialakult, mintegy 15–30 m átmérőjű vegetációfoltokhoz viszonyítva. A határzóna ökoklin tulajdonságokat mutat, mert a határzónában az abiotikus tulajdonságok közti térbeli átmenet folyamatos, és a határzóna vegetációja heterogén, komplex struktúrájú és fajgazdag.

A határzóna szélességét, a mozgóablakos csúcsok szignifikanciáját és a növénypopulációk térbeli eloszlását a ható és mért talajparaméterek meredeksége is befolyásolja a határzónában. Ha a lejtő meredek, de a paraméterek meredeksége viszonylag kicsi, ez a határzóna kialakulását eredményezheti, és a szignifikancia erősségét csökkenti, hiszen ez a körülmény támogatja a fajok szinte folyamatos cseréjét az adott szakaszon, ami kialakítja a vegetáció mintázatában a határzónát. A kapott eredmények nem mondanak ellent az irodalomban eddig leírtaknak, inkább pontosítják azokat. Az abiotikus környezetnek a határok szélességére gyakorolt hatását a legtöbben általánosan fogalmazták meg, mely szerint az abiotikus környezetben bekövetkező éles váltások éles és keskeny határokat, míg a folyamatos változások az abiotikus környezetben szélesebb és diffúzabb határzónát eredményeznek a vegetációban.

Eredményeink azt mutatják, hogy – hasonlóan a biomok közti határzónák helyének és szélességének időbeli változásaihoz – a növénytársulások közti határzóna szélessége is mutat időbeli változást. A szelvényben az ötéves adatsorban minden tavaszi és őszi felvételen megjelenik egy több csúcsból összeolvadó csúcs, mely a határzónát jelzi. A határzónát jelző kettős vagy hármas mozgó-ablakos csúcsok száma és helye szezonálisan kismértékben változik, még ha a csúcsok nem is mindig érik el a szignifikancia szintet. A kialakuló határzóna szélessége és élessége a szezonális adatsorokban változó, szélessége 3–5 méter között változik. A határ szélességének szezonális változásában nagyobb szerepe volt a fajok tömegességében bekövetkezett változásoknak, mint a fajösszetételbeli változásnak. A határzóna szerkezetének változásában trend vagy ciklikusság nem látszik sem évszakosan (tavasz és ősz között), sem az évek között, évről-évre máshogy változik a határ szélessége és a csúcsok szignifikanciája. Mivel a homoki gyepek szerkezetét befolyásoló legfontosabb limitáló tényező a talajból a növények számára felvehető víz, feltételezhetően az aktuális időszak csapadék eloszlása befolyásolja nagymértékben a határzóna változásait, de az ezt kiváltó okok elemzése jelenleg is folyik.